

INTEGRATIE VAN KWALITEITSGEGEVENS VAN WATERBODEMS IN EEN BEOORDELINGS- STRATEGIE

W. DE COOMAN, P. SEUNTJENS
en R. VERHEYEN
Universitaire Instelling Antwerpen (UIA)
Departement Biologie

INTEGRATION OF SEDIMENT QUALITY DATA IN AN ASSESSMENT STRATEGY

Sediment quality can be evaluated by (1) the severity of chemical contamination (heavy metals, pesticides, oil and oil products), (2) effects on organisms exposed in the laboratory on sediments or a representative fraction (porewater) and (3) by freshwater benthic macro-invertebrate analysis (biological evaluation in situ). In order to measure the sediment quality each individual analysis has its limitations. The physical-chemical assessment can not evaluate bio-availability or ecological effects of the chemicals concerned. Moreover because of financial and practical reasons not all chemicals in sediments are measured. An additional ecological assessment is necessary for a global quality assessment of sediments. However, there are still uncertainties in (1) ecotoxicological tests in extrapolating measured effects to field conditions and (2) biological evaluation can be influenced by natural changes or other factors than sediment quality (e.g. habitat quality, surface water quality,...). As a consequence an integrated assessment is proposed for the evaluation of the sediment quality, that is referred to as the sediment

quality triad. In this assessment approach the three components (physical-chemical, biological and ecotoxicological assessment) are complementary and give more information than the different individual components or the sum of information from the individual components. The Department of Environment and Infrastructure of the ministry of the Flemish community (AMINAL: the Environment, Nature, Land, and Water Management Administration and AWZ: Waterways and Marine Affairs Administration) commissioned a methodological study on the inventory, the ecological effects and the remediation of sediments in Flemish watercourses in order to develop a characterisation method for contaminated freshwater sediments which includes the development of the proposed assessment strategy.

keywords: sediments, ecological effects, sediment quality assessment, sediment quality triad

INLEIDING

De kwaliteit van een waterbodembodem kan op diverse manieren benaderd worden: (1) door de graad van verontreiniging met chemische stoffen (zware metalen, pesticiden, olie en olie-achtige producten), (2) door effecten op organismen die worden blootgesteld aan de waterbodembodem of een representatieve fractie ervan (ecotoxiciteitstesten op labo-schaal) en (3) door de samenstelling van de gemeenschappen van organismen die in de waterbodembodem voorkomen (biologische evaluatie in-situ). Niet alle stoffen die voorkomen in waterbodems kunnen worden gemeten om financiële en praktische redenen, waardoor chemische analyses altijd beperkt zullen zijn. De chemische beoordeling verschaft bovendien geen informatie over mogelijke interacties tussen chemische stoffen (Burton & MacPherson, 1995). Een totaalanalyse geeft evenmin uitsluitend over de hoeveelheid van een chemische stof die biologisch beschikbaar is, noch over de mate waarin effecten zullen optreden. Een bijkomende ecologische beoordeling is noodzakelijk voor een globale kwaliteitsbeoordeling van waterbodems. Deze ecologische invalshoek heeft echter ook haar beperkingen. Er bestaan onzekerheden bij de extrapolatie van de ecotoxicologische

testen naar veldcondities, m.a.w. zijn de effecten die op labo-schaal worden gemeten representatief voor effecten in-situ? Een analyse van de levensgemeenschap-

schep

Tabel 1: Lijst met variabelen die in het beperkte ontwerp beoordelingskader worden opgenomen.

FYSICO-CHEMIE	BIOLOGIE	ECOTOXICOLOGIE
granulometrie	biotische waterbodembodem index	<i>Selenastrum</i>
procent organische stof	procent misvormingen bij	<i>Thamnocephalus</i>
arseen (As)	muggelarven	ammoniakale N
cadmium (Cd)	(bioaccumulatie bij Oligochaeta)	
chrom (Cr)		
koper (Cu)		
kwik (Hg)		
nikkel (Ni)		
lood (Pb)		
zink (Zn)		
apolaire koolwaterstoffen		
extraheerbare organohalogenen		
6 PAK's van Borneff		
7 PCB's		
som organochloorpesticiden		

Tabel 2: Criteria voor de indeling van waterbodems in het kader van het ontwerp beoordelingskader voor Vlaanderen (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995)

FYSICO-CHEMIE		
Per variabele		
Logindex	Aanrijking (VTR)	Klasse
0<0,4	0-<2,5	1
0,4-<0,8	2,5-<6,3	2
0,8-<1,2	6,3-<15,8	3
1,2-<1,6	15,8-<39,8	4
1,6-<2	39,8-<100	5
Globaal		
De hoogste klasse van alle chemische variabelen wordt de globale klasse van het staal. Evenwel kan een staal terugvallen tot een lagere klasse wanneer de logindex van ten hoogste twee variabelen kleiner is dan het midden van die klasse.		
Globale klasse	Betekenis	
1	niet afwijkend t.o.v. de referentie	
2	licht afwijkend t.o.v. de referentie	
3	afwijkend t.o.v. de referentie	
4	sterk afwijkend t.o.v. de referentie	
5	zeer sterk afwijkend t.o.v. de referentie	
BIOLOGIE		
Biotische waterbodem index (BWI)		
BWI	Klasse	Betekenis
7-10	1	goede biologische kwaliteit
5-6	2	matige biologische kwaliteit
3-4	3	slechte biologische kwaliteit
0-2	4	zeer slechte biologische kwaliteit
procent misvormingen bij muggelarven		
%misv	klasse	Betekenis
<10	1	niet afwijkend van de referentie
10-20	2	matig afwijkend van de referentie
>20-40	3	sterk afwijkend van de referentie
>40	4	zeer sterk afwijkend van de referentie
Globaal		
De hoogste klasse van de twee biologische beoordelingen wordt de globale klasse genoemd.		
Globale klasse	Betekenis	
1	goede biologische kwaliteit	
2	matige biologische kwaliteit	
3	slechte biologische kwaliteit	
4	zeer slechte biologische kwaliteit	
ECOTOXICOLOGIE		
Gemiddelde VTR	Klasse	Betekenis
1	1	geen acute impact op aquatische biota
1-150	2	licht acute impact op aquatische biota
150-300	3	acute impact op aquatische biota
>300	4	ernstig acute impact op aquatische biota

pen in de waterbodem wordt ook beïnvloed door andere factoren dan de kwaliteit van de waterbodem alleen (zoals predatie, competitie, sedimenttype, waterkwaliteit, habitat kwaliteit) (Chapman, 1987, Chapman, 1992).

Een literatuurstudie van de wetenschappelijke achtergronden van de bestaande beoordelingsmethoden en de eigen resultaten

hebben ertoe geleid een integraal beoordelingssysteem te kiezen, dat in de literatuur algemeen de TRIADE wordt genoemd (Chapman, 1987; Van de Guchte, 1991; Canfield et al., 1992; Chapman, 1992; Chapman, 1995). In de triade wordt meestal een chemische beoordeling met een biologische en ecotoxicologische evaluatie gecombineerd. De drie componenten leveren elk op zich complementaire informatie, die

niet kan bekomen worden door de componenten afzonderlijk.

Dit artikel beschrijft het ontwerp beoordelingskader voor het inventariseren van de bodems van de Vlaamse waterlopen zoals dit werd voorgesteld tijdens de Methodologische studie (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995) en is gebaseerd op het triade-concept.

INSTRUMENTEN VOOR DE BESCHRIJVING VAN DE KWALITEIT

Studiegebied

De methodologie werd toegepast op 80 monsterpunten, verdeeld over 2 bevaarbare waterlopen (Bovenschede en IJzer), 2 onbevaarbare (Jeker en Dommel) en 5 referentiewaterlopen (Voer, IJzer (Roesbrugge), Beverdijkvaart, Grote Nete en Kapittelbeek), bemonsterd en geanalyseerd.

Instrumenten

De bemonstering, de fysisch-chemische analyses, de biologische en ecotoxicologische evaluaties gebeurden volgens de methoden onderzocht en voorgesteld tijdens de Methodologische studie en die uitvoerig beschreven staan in het Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1995) (cfr. overige artikels in dit themanummer).

Keuze van de variabelen

Voor de ecologische kwaliteitsbeoordeling van de bodems van de Vlaamse waterlopen werd een beperkt ontwerp-beoordelingskader voorgesteld gebaseerd op de triade. Het ontwerp is wetenschappelijk onderbouwd en wordt omwille van financiële en praktische overwegingen beperkt tot de variabelen voorgesteld in tabel 1.

In de beoordeling worden de anorganische variabelen N (NH₃), S (AVS = Acid Volatile Sulfide) en P voorlopig niet opgenomen. Het is echter denkbaar dat ook zij in waterbodems een belangrijke invloed hebben op de globale fysisch-chemische kwaliteit en het functioneren van het ecosysteem.

In de screening triade werd een microbiële karakterisatie niet opgenomen, maar kan eventueel wel in een aanvullend onderzoek opgenomen worden. Bacteriologische variabelen kunnen van belang zijn bij nader onderzoek en dan vooral voor recreatiezones, vijvers, plassen.

Verwerking van de gegevens tot indexen

Gezien de belangrijke invloed van o.m. de granulometrie op het voorkomen van de verontreiniging in de waterbodem, is het aangewezen de chemische concentraties in de waterbodems om te rekenen naar standaardcondities (2% organische stof en 10% klei). Dit bevordert de vergelijkbaarheid van de waterbodemtypen bij de bere-

kening van de aanrijking. De concentraties worden genormaliseerd naar het klei- en organische stofgehalte voor zware metalen en naar het organische stofgehalte voor organische microverontreinigingen.

Vervolgens worden de concentraties, die omgerekend zijn naar een standaardbodem, relatief uitgezet t.o.v. een referentie. De referentieconcentratie wordt berekend als het gemiddelde van de concentraties in de referentiewaterbodems. Van de referentiewaterbodem wordt aangenomen dat de concentraties zo laag zijn dat een goede biologische kwaliteit van de waterbodem mogelijk gemaakt wordt. Eens de referentiegehalten voor elke chemische variabele gekend zijn en zij samen met de gemeten concentraties naar een standaardwaterbodem zijn omgerekend, kan de verhouding (verhouding tot de referentie of VTR) van de gemeten en de referentieconcentraties voor elke chemische variabele gemeten worden. De grenzen van de VTR's worden op 1 en 100 gesteld. Waarden kleiner dan 1 worden aan 1 gelijkgesteld, waarden groter dan 100 worden gelijk aan 100 gesteld.

De VTR's voor elke chemische variabele worden vervolgens gelogarithmeerd. De grenzen worden aldus respectievelijk 0 en 2.

Eveneens werd voor de ecotoxicologische beoordeling een VTR berekend. Een referentiewaterbodem wordt gedefinieerd als een bodem waarbij geen acute toxiciteit wordt waargenomen. Dit criterium wordt arbitrair gelijkgesteld aan 0.01 Effect Eenheden (E.E.) teneinde een deling door nul te voorkomen. Voor de biologie is de referentietoestand een waterbodem met een gezonde benthische levensgemeenschap, normaal gekarakteriseerd door een hoge diversiteit (voorbeeld Kapittelbeek).

Chemische en ecologische classificatie van de waterbodems

Om tot een klasse-indeling te komen worden de waterbodems per variabele geklasseerd. Tabel 2 geeft de klasse-indeling. Een hogere klasse betekent een sterkere aanrijking van de betreffende chemische variabele t.o.v. de referentie. De vijfde en hoogste chemische klasse duidt op een zeer sterke aanrijking van een bepaalde chemische variabele t.o.v. de referentie (tot 100 keer de referentiewaarde). De vijfde klasse is nodig om in de toekomst waterbodems die nog zwaarder kunnen verontreinigd zijn, in de beoordeling te betrekken. De globale chemische klasse is de hoogste van de klassen per variabele, tenzij de overschrijding van maximaal twee chemische variabelen onder het klassemidden ligt (tabel 2).

Bij de ecotoxicologische evaluatie wordt de gemiddelde VTR in klassen ingedeeld. Hier komt een referentietoestand overeen met een waterbodem die geen acute toxiciteit vertoont (tabel 2).

De hoogste klasse van de twee biologische beoordelingen (de biotische waterbodem

Tabel 3: Klasse-indeling van de monsternamenpunten per beoordeling
C= Chemie; B= Biologie; T= Ecotoxicologie)

monster	C	B	T	monster	C	B	T	monster	C	B	T
BO001	3	4	4	DO015	3	3	2	YZ018	1	4	2
BO002	2	3	4	DO016	2	3	3	YZ019	1	4	2
BO003	2	3	4	DO017	1	2	1	YZ020	2	4	4
BO004	3	4	3	DO018	1	3	1	JE001	2	4	3
BO005	3	3	4	DO019	2	4	1	JE002	2	3	1
BO006	2	3	4	DO020	2	1	1	JE003	2	2	3
BO007	4	3	4	DO021	2	3	1	JE004	1	3	3
BO008	4	4	4	DO022	1	2	1	JE005	1	3	3
BO009	3	4	4	DO024	1	1	1	JE006	2	3	4
BO010	3	4	4	DO025	1	2	1	JE007	1	4	3
BO011	3	4	4	DO026	1	1	1	JE008	2	3	4
BO012	4	4	3	DO027	1	4	1	JE009	1	2	2
BO013	4	4	3	DO028	1	1	1	JE010	2	2	2
BO014	4	4	3	YZ001	1	3	2	JE011	1	2	2
BO015	3	4	4	YZ002	1	4	1	JE012	2	2	4
BO016	4	4	4	YZ003	2	4	2	VO	1	3	1
BO017	5	3	4	YZ004	2	4	3	YR	1	4	1
BO018	3	4	4	YZ005	2	3	3	BE	1	3	1
BO019	3	3	4	YZ006	2	4	2	GN	2	2	1
BO020	4	3	4	YZ007	1	4	3	KB	2	1	1
DO001	5	4	1	YZ008	3	4	2				
DO002	5	4	1	YZ009	1	4	4				
DO003	5	1	2	YZ010	2	4	3				
DO004	3	1	1	YZ011	2	3	4				
DO005	5	3	1	YZ012	1	4	4				
DO006	5	3	2	YZ013	3	4	4				
DO008	2	2	1	YZ014	3	4	3				
DO010	1	2	1	YZ015	2	4	4				
DO012	1	2	1	YZ016	1	4	3				
DO014	3	2	2	YZ017	1	4	3				

index en de kaakafwijkingen bij muggelaren) wordt de globale biologische klasse genoemd (tabel 2).

RESULTATEN VAN HET PILOOTGEBIED

De bekomen klassen worden op kwaliteitskaarten weergegeven die voor het pilootgebied een weergave zijn van de drie onderdelen van het ontwerp beoordelingskader:

- de fysisch-chemische kwaliteit van de waterbodems (eerste bolletje)
- het acuut toxische karakter van de waterbodem voor aquatische organismen (tweede bolletje)
- de in-situ kwaliteit van de waterbodem als leefomgeving voor benthische organismen (derde bolletje)

Elk van de drie weergaven dragen bij tot het globale kwaliteitsoordeel dat over de waterbodem kan gevormd worden. Tabel 3 geeft de indeling van de monsternamenpunten in klassen volgens de drie beoordelingen.

Tabel 3 kan ook visueel voorgesteld worden als 3 verzamelingen waarbij de doorsneden de verschillende mogelijke combinaties voorstellen (zie figuur 1) of in andere woorden de doorsneden geven het samengaan tussen de contaminatie en de ecotoxicologische en biologische effecten. De verzameling C bevat de punten met significante aanrijking t.o.v. de referentie (klasse 3,4

en 5). Verzameling B bevat punten met significante effecten op levensgemeenschappen (klasse 2,3,4) en verzameling T bevat punten met acute effecten op biota (klasse 2,3,4).

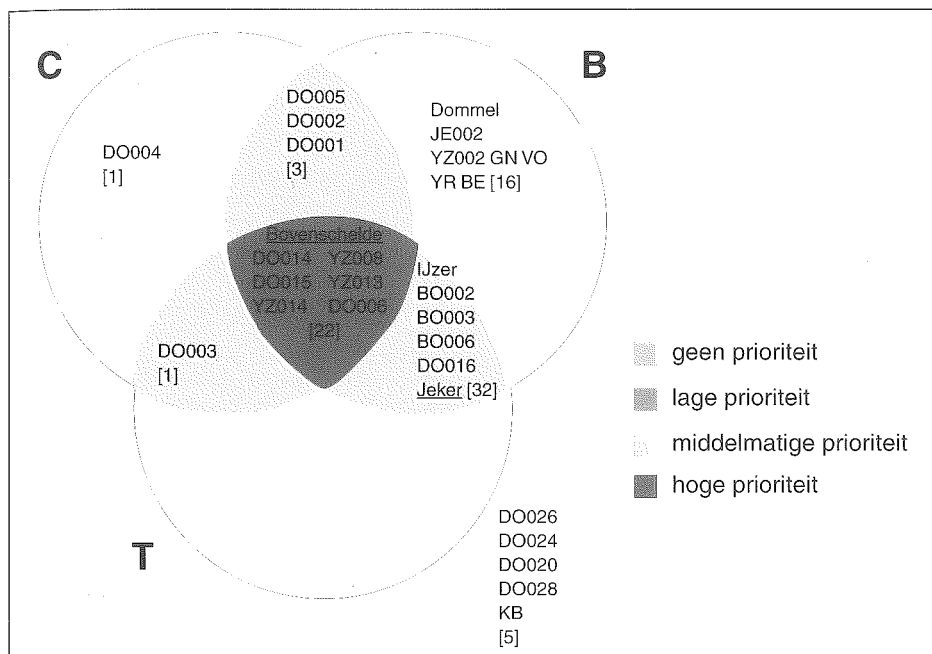
Als voorbeeld wordt de kwaliteitskaart van de waterbodem van de Dommel in figuur 2 weergegeven. De Dommel werd bemonsterd van de bron te Peer tot vlak voor de Nederlandse grens te Neerpelt. Eveneens werden enkele zijlopen van de waterloop onderzocht waaronder de Eindergatloop te Lommel-Neerpelt en de Bolliserbeek te Bree-Peer.

RESULTATEN AFZONDERLIJK BEKEKEN

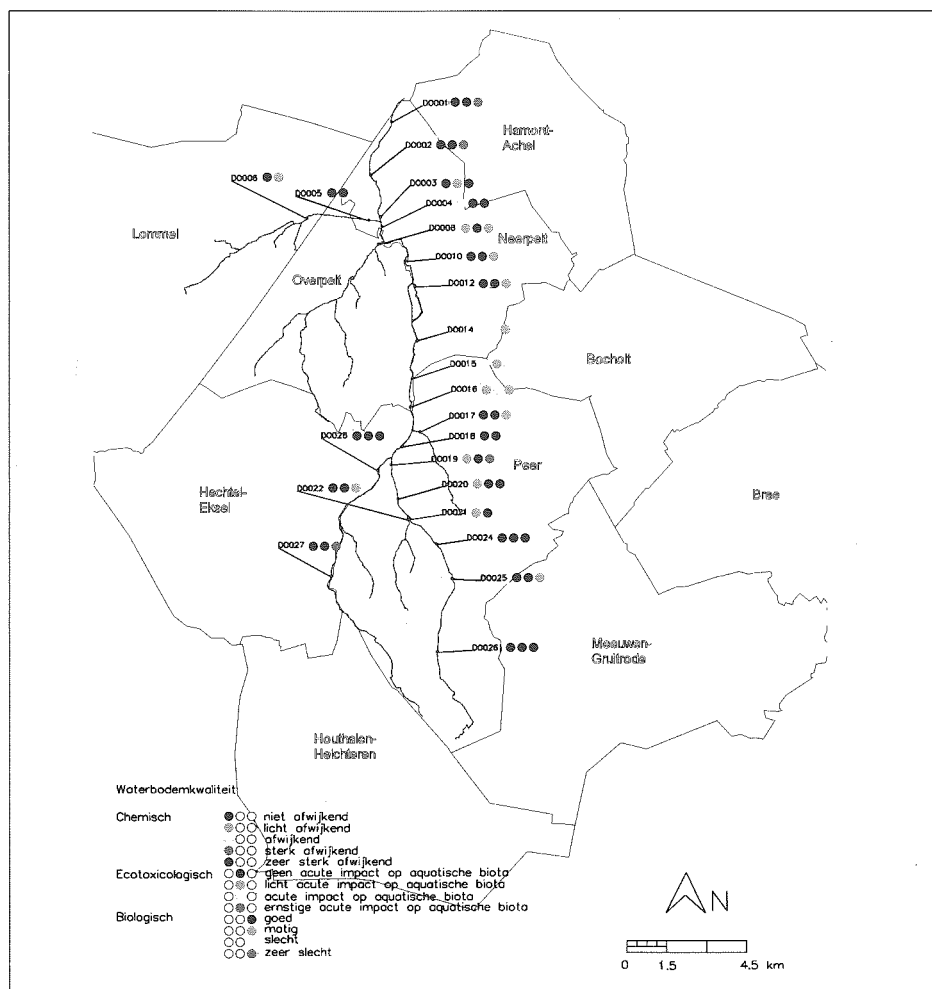
Volgens de chemische klasse-indeling wijken 13 van de 80 punten (16,25%) zeer sterk of sterk af van de referentie. De meeste monsterpunten zijn afwijkend of licht afwijkend (41,25%). 33,75% is chemisch niet afwijkend van de referentie.

Biologisch hebben 7 van de 80 punten (9%) een goede kwaliteit, terwijl 20 van de 80 punten (25%) een matige tot goede biologische kwaliteit vertonen. Tenslotte hebben 36 van de 80 punten (45%) een zeer slechte biologische kwaliteit.

25 van de 80 punten (31%) vertonen geen acute impact op aquatische biota. 26 van de 80 punten (32,5%) hebben een ernstig acute toxische impact op aquatische biota.



Figuur 1: Voorstelling van het triade-concept met de gegevens uit het pilotgebied. Verzameling C bevat de punten met significante aanrijking t.o.v. de referentie (klasse 3, 4 en 5). Verzameling B bevat punten met significante effecten op levensgemeenschappen (klasse 2,3,4). Verzameling T bevat punten met acute effecten op biota (klasse 2,3,4).



Figuur 2: Kwaliteitskaart van de Dommel.

De punten met een goede biologische kwaliteit zijn alle terug te vinden in de Dommel (stroomop van de Eindergatloop) en de Kappelbeek. De meeste punten met een zeer

slechte biologische kwaliteit liggen in de IJzer of de Bovenschelde. De Jeker heeft een matige kwaliteit.

RESULTATEN INTEGRAAL BEKEKEN

Ecotoxologische effecten zijn acute effecten op aquatische biota (klasse 2,3,4). Biologische effecten zijn afwijkingen ten opzichte van een goed biologische kwaliteit (klasse 2,3,4). Ecologische effecten worden gedefinieerd als het samengaan van ecotoxologische en biologische effecten (ecotoxologische klasse 2,3,4 en globale biologische klasse 2,3,4). Voor de chemische beoordeling wordt verondersteld dat de monsterpunten met chemische klassen 1 (niet afwijkend t.o.v. de referentie) en 2 (licht afwijkend t.o.v. de referentie) als niet significant verontreinigd kunnen beschouwd worden. Klasse 3,4 en 5 vormen de groep met de significant verontreinigde punten.

Figuur 1 en tabel 4 geven de combinaties tussen de verschillende componenten van de beoordeling weer. Monsterpunten die naast een chemische afwijking t.o.v. de referentie ook een ecologisch effect vertonen, werden vooral in de Bovenschelde en in enkele punten van de Dommel en de IJzer gevonden. Er wordt aangenomen dat hier aanwijzingen zijn dat de ecologische effecten te wijten zijn aan de verontreiniging. De doorsnede van de 3 verzamelingen bevat dus 22 van de 80 lokaties of 27,5%.

In 40% van de lokaties (vnl. Jeker en IJzer) werd enkel een ecologisch effect (biologisch en ecotoxologisch) gevonden, zonder dat afwijkende chemische concentraties werden gemeten. Bepaalde polluenten die een ecologisch effect veroorzaken, maar die niet gemeten zijn, kunnen hier aan de basis liggen. Er moet echter rekening gehouden worden met het feit dat het biologische effect ook te wijten kan zijn aan andere variabelen dan sedimentkwaliteit zoals habitatkwaliteit of algemene waterkwaliteit (zuurstofhuishouding).

In één geval (DO003) wordt naast een contaminatie, ecotoxologische effecten gemeten zonder dat het effect zich in situ manifesteert. Dergelijk signaal zou een waarschuwing kunnen zijn. Het effect manifesteert zich nog niet, maar mogelijk in de toekomst wel. In de 3 locaties die in de deelverzameling chemie-biologie zonder ecotoxologisch effect voorkomen, zouden de contaminanten biologisch niet beschikbaar kunnen zijn, of zou de slechte biologische kwaliteit te wijten kunnen zijn aan andere factoren.

In 20% van de gevallen zijn de biologische effecten niet te wijten aan contaminatie met mogelijk toxische stoffen, maar wellicht aan een slechte fysische habitatkwaliteit of waterkwaliteit. In slechts één locatie werd een contaminatie vastgesteld, zonder dat ecologische effecten optreden, wellicht omwille van het niet biologisch beschikbaar zijn van de contaminanten.

Tenslotte zijn er 5 locaties waarbij geen contaminatie noch ecologische effecten worden waargenomen en die als zuiver kunnen worden bestempeld.

Tabel 4: Klassering van een mogelijk hoge naar geen prioriteit voor de sanering van de waterbodembodem

Chemie	Biologie	Ecotoxicologie	Klasse	Aantal (%)	Mogelijke betekenis
+	+	+	4	22 (27,5)	hoge prioriteit
-	+	+	3	32 (40)	middelmatige prioriteit
+	-	+		1 (1,3)	
+	+	-		3 (3,7)	
-	+	-	2	16 (20)	lage prioriteit
-	-	+		0 (0)	
+	-	-		1 (1,3)	
-	-	-	1	5 (6,2)	geen prioriteit

PRIORITEITSSTELLING: EERST KRAAN DICHTDRAAIEN EN DAN DWEILEN

De triade kan gebruikt worden om de waterbodems te rangschikken in functie van toenemende prioriteit voor sanering. Het spreekt voor zich dat een sanering van de waterbodembodem slechts opportuun is, wanneer aan de bron inspanningen voor de zuivering van het oppervlaktewater geleverd zijn. De redenering is dat de hoogste prioriteit wordt geschonken aan die waterbodems, waarbij een significante aanrijking met chemische stoffen gepaard gaat met ecologische effecten. Zuivere waterbodems zonder ecologische effecten verdienen geen prioriteit voor sanering, maar eerder een hoge prioriteit voor bescherming, tegen externe verontreiniging of degradatie van het waterloopecosysteem.

Een waterbodembodem (figuur 3) kan betrokken worden in een onderzoek naar een herstel van de waterloop of kan gebaggerd of geruimd worden. Afhankelijk van de doelstellingen van het onderzoek wordt een verschillende strategie voorgesteld. Bij bagger- of ruimsingswerken wordt specie meestal aan land gebracht. Op dat moment bestaat er de mogelijkheid van een nieuwe (land)bodemverontreiniging door een ver-

ontreinigde waterbodembodem. Daarbij geldt het beoordelingskader in het Bodemsaneringsdecreet (1? in schema) op basis van de fysisch-chemische kwaliteit (enkel verzameling C) van de specie.

Indien de specie onder water verplaatst wordt of wanneer nagegaan wordt of een waterbodembodem gesaneerd moet worden in functie van het herstel van de waterloop, dan kan het hier voorgestelde beoordelingskader van de screening triade (zowel verzameling C, T als B) gebruikt worden. (Prioriteiten)-klasse 1 waterbodems (tabel 4) kunnen blijven liggen of zonder restrictie verplaatst worden. Voor klasse 2 en voor klasse 3 waterbodems zou een sanering op langere termijn kunnen geadviseerd worden na een nader onderzoek (uitgewerkte triade). Klasse 4 waterbodems tenslotte verdienen een hoge prioriteit, waarbij een sanering op korte termijn overwogen kan worden.

TOEPASSING OP HET PILOOTGEBIED

Tabel 4 geeft naast de signalen een nieuwe klasse weer met een aangepaste betekenis in het kader van de prioriteit voor het saneren van de onderzochte monsterpunten.

Het min-teken wordt gegeven aan de chemische klassen 1 en 2 en aan klasse 1 van de biologie en ecotoxicologie. De overige klassen krijgen een plus-teken.

In het pilotgebied kregen 6,2% van de lokaties een prioriteiten-klasse 1. In deze zuivere waterbodems hoeft geen saneringsinspanning uitgevoerd te worden. In 21,3% van de gevallen werd een lage prioriteit (klasse 2) weergevonden; een sanering kan hier eventueel afgewacht worden. Een sanering op langere termijn (klasse 3, middelmatige prioriteit) blijkt noodzakelijk voor 45% van de monsterpunten, terwijl een sanering op korte termijn (klasse 4, hoge prioriteit) voor 27,5% nodig blijkt. Als voorbeeld wordt de prioriteitenkaart van de Dommel weergegeven in figuur 4.

Indien een louter fysisch-chemische klasse zou gebruikt worden, blijkt dat 33,8% (N=27) van de lokaties in klasse 3 en hoger ligt en dus in aanmerking komt voor sanering. In vergelijking met bijvoorbeeld de interventiewaarde uit Nederland (saneringsnorm) blijkt dat 25 van 80 monsterpunten of 31,3% de norm overschrijden en moeten gesaneerd worden. Indien enkel de biologische of de ecotoxicologische klassificatie in beschouwing wordt genomen, dan ligt respectievelijk 91,3% en 68,8% van de lokaties in klasse 2 en hoger.

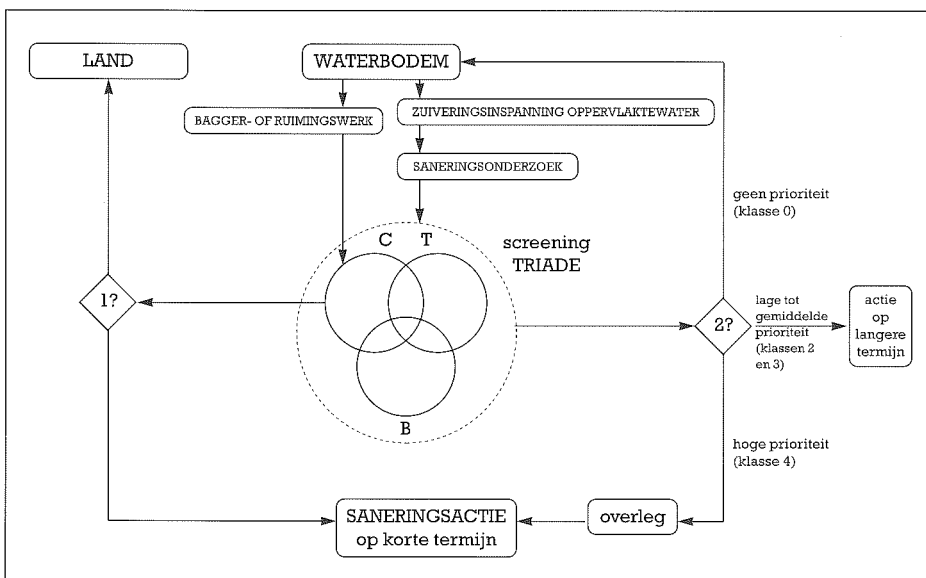
CONCLUSIES

De beoordelingsmethode wordt integraal gebruikt voor een screening van de waterbodembodemkwaliteit, d.w.z. de drie componenten worden in één stap gemeten. Deze werkwijze levert de extra ecologische bewijskracht die nodig is om een mogelijke saneringsoperatie te verantwoorden. De triade kadert in een algehele beoordelingsstrategie, die wordt afgestemd op de zuiveringsinspanningen voor het oppervlaktewater door de overheid en de industrie en waarbij een duidelijk onderscheid moet worden gemaakt met het beoordelingskader voor (water)bodems in het bodemsaneringsdecreet.

Is het dan nodig voor elke waterloop en voor elk monsterpunt de volledige set aan analyses die nodig zijn voor de triade, uit te voeren? Afhankelijk van de doelstellingen van het onderzoek (onderzoek naar de prioriteit voor het uitvoeren van een sanering, onderzoek naar de kwaliteit van de bagger- en ruimsingspecie, onderzoek in het kader van de inventarisatie van de waterbodembodemkwaliteit) en de beleidscriteria (prioritaire waterlopen, functies van de waterloop, ecologische kwaliteitsdoelstellingen, vrijwaren van de scheepvaart en toegankelijkheid van de havens) kan het ontwerp-beoordelingskader ingedeeld worden in twee benaderingen.

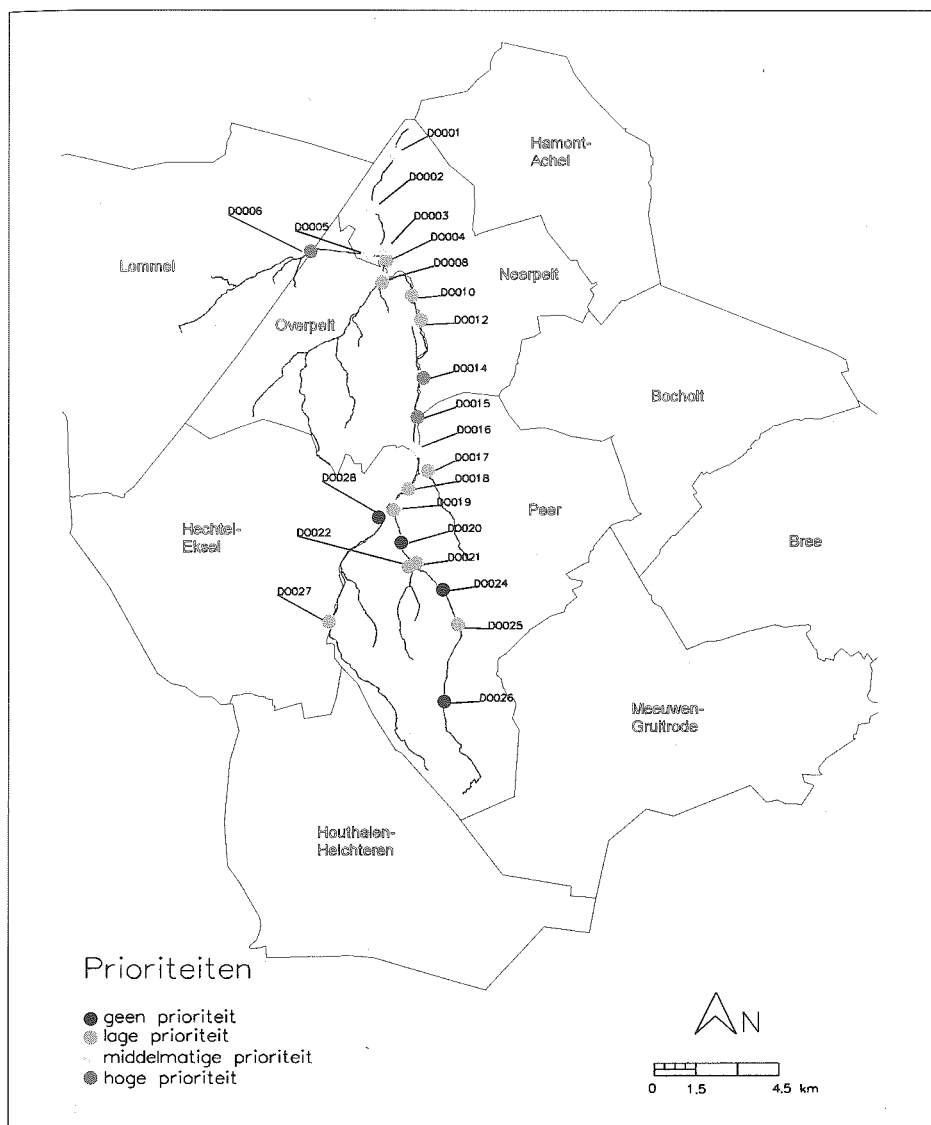
- Het onderzoek naar de prioriteit voor het saneren van een waterbodembodem moet gezien worden in het kader van de investeringsprogramma's van de Vlaamse Gemeenschap voor de zuivering van het oppervlaktewater. Het heeft uiteraard geen

Figuur 3: Schematische voorstelling van de beoordelingsstrategie (naar AMINAL/Afdeling Water, 1996)



1? = toetsing aan het beoordelingskader van het bodemsaneringsdecreet
2? = indeling in prioriteitenklassen op basis van de (screening) triade

Figuur 4: Prioriteiten voor de Dommel.



zin een waterbodembodem te willen saneren in een waterloop die ondertussen nog steeds verontreinigd wordt. Op die locaties -in ecologisch waardevolle waterlopen- waar reeds inspanningen werden geleverd naar de kwaliteit van het oppervlaktewater kan de beperkte triade (screening triade) gebruikt worden. Het beperkte onderzoek kan reeds een idee geven over de kwaliteit van de waterbodembodem en is van belang bij het verder inventariseren van de kwaliteit van de bodems van de Vlaamse waterlopen. Wanneer bij een eerste beoordeling niet duidelijk is wat moet gebeuren, kan een uitgebreid onderzoek, zoals chronische toxiciteitstesten, bacteriologische variabelen, meer gericht onderzoek naar specifieke verontreinigingen in relatie tot verontreinigingsbronnen, uitsluitend geven.

- Bij het onderzoek naar de kwaliteit van bagger- of ruimingsspecie liggen de doelstellingen duidelijk anders dan bij een saneringsonderzoek. Enerzijds moet de waterloop om nautische en/of hydraulische redenen gebaggerd of geruimd worden. De waterbodembodem ondergaat dus een verstoring en een verwijdering naar de

oever of op het land. Ten tweede is het niet meteen relevant om de biologische kwaliteit van de bagger- of ruimingsspecie te bepalen, vermits de waterbodembodem uit haar natuurlijk milieu verwijderd wordt en de biologische beschrijving eigen is aan de kwaliteit van de waterbodembodem in situ. Het is dus meer verdedigbaar in dit geval enkel de chemische kwaliteit van de bodembodem te meten, aangevuld met een biologische en/of toxicologische evaluatie eigen aan het terrestrische ecosysteem

Bij de conclusies moet rekening gehouden worden met de beperkte dataset. De componenten van het ontwerp beoordelingskader werden bovendien geselecteerd op basis van hun onderlinge relatie. In de toekomst is het dan ook de bedoeling nieuwe kwaliteitsgegevens van de bodems van de Vlaamse waterlopen te verzamelen om het voorgestelde beoordelingskader beter te onderbouwen.

W. DE COOMAN
P. SEUNTJENS
R. VERHEYEN
U.I.A. - Departement Biologie
Universiteitsplein 1c
2610 Wilrijk

REFERENTIES

AMINAL-Afdeling Water (1996). Nota - Standpunten en acties van de Afdeling Water inzake de kwaliteitsbeoordeling van ruimingsspecie en waterbodems van onbevaarbare waterlopen, februari 1996.

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL en AWZ (1995a). Methodologische studie naar de inventarisatie de ecologische effecten en de sanering van de bodems van de Vlaamse waterlopen. Eindrapport-Deel Evaluatie

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL en AWZ (1995b). Methodologische studie naar de inventarisatie, de ecologische effecten en de sanering van de bodems van de Vlaamse waterlopen. Handboek voor de karakterisatie van waterbodems.

BURTON, G.A., JR. & MC PHERSON, C. (1995). Handbook of ecotoxicology. In : Hoffman, D.J., Ratter, B.A., Burton, G.A., Jr. & Cairns, J., Jr. (eds). Lewis Publishers, Boca Raton, 70-97.

CANFIELD, T.J., N.E. KEMBLE, W.G. BRUMBAUGH, F.J. DWYER, C.G. INGERSOLL & J.F. FAIRCHILD (1994). Use of benthic invertebrate community structure and the sediment quality triad to evaluate metal-contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. Env. Tox. And Chem., 13, 1999-2012.

CHAPMAN, P.M., POWER, E.A., DEXTER, R.N. & LONG, E.R. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. Mar. Ecol.Prog. Ser., 37, 75-96.

CHAPMAN, P.M. (1992). Sediment Quality Triad. Approach. In : Sediment classification methods compendium. EPA 823-R-92-006, chapter 10, 1-18.

CHAPMAN, P.M., POWER, E.A. & BURTON, G.A., JR. (1992). Integrative assessment in aquatic ecosystems. In : Burton, G.A., Jr. (ed.) Sediment toxicity assessment. Michigan, Lewis Publisher, 313-338.

CHAPMAN, P.M. (1995). Presentation and interpretation of sediment quality triad data. Draft manuscript resubmitted to Ecotoxicology.

VAN DE GUCHTE, C. (1991). De triade een methode voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems. In : Van vuile bagger tot schoon slib. Waterbodemsanering: visies, onderzoek, oplossen. Stichting natuur en milieu en Stichting Nederland gifvrij.

VERKLARENDE WOORDENLIJST

additiviteit	het optellen van de effecten door twee of meer chemische stoffen
antagonisme	tegenstrijdige werking van chemische stoffen
bentische levensgemeenschap	groep van organismen die in de waterbodem voorkomt
biologisch beschikbaar	de fractie van de totale hoeveelheid van een chemische stof die beschikbaar is voor een organisme via ingestie of via de huid
competitie	komt voor wanneer twee populaties van verschillende soorten naar het gebruik van dezelfde hulp-bron (vb voedsel) streven; gedurende de competitie worden beide aangetast, maar op een bepaald tijdstip zal de ene soort de andere gaan verdringen en uiteindelijk elimineren
contaminant	een stof of milieufactor in grotere hoeveelheid aanwezig dan in natuurlijke omstandigheden
Effect Eenheden	de reciproke waarde van L(E)C50, die dosis van een bepaalde stof waarbij 50% mortaliteit of effect bij het proeforganisme optreedt
habitat kwaliteit	de kwaliteit van de leefomgeving van de organismen
in situ	ter plaatse
polluent	een contaminant die ecologische effecten veroorzaakt
predatie	is de interactie waarbij een soort (de predator) een andere soort (de prooi) aanvalt en doodt; de predatorpopulatie haalt er door de bemachtiging van voedsel voordeel bij, de prooipopulatie wordt erdoor geremd
screening	een richtinggevend (voor)onderzoek
sediment	het deel van de zwevende stof dat op bepaalde plaatsen in de waterloop bezinkt (sedimenteert) en aldus het (chemisch meest actieve) deel van de waterbodem vormt
sedimenttype	zandig, lemig, kleilig of organisch sediment
synergisme	verhoogde werking door combinatie van stoffen
triade	voorbeeld van een integrale beoordelingsmethode, waarbij zowel een fysisch-chemische, een ecotoxicologische als een biologische evaluatie van het betreffende milieucompartiment wordt gegeven
waterbodem	de bodem van de waterloop bestaat uit erosie- en sedimentatiezones